

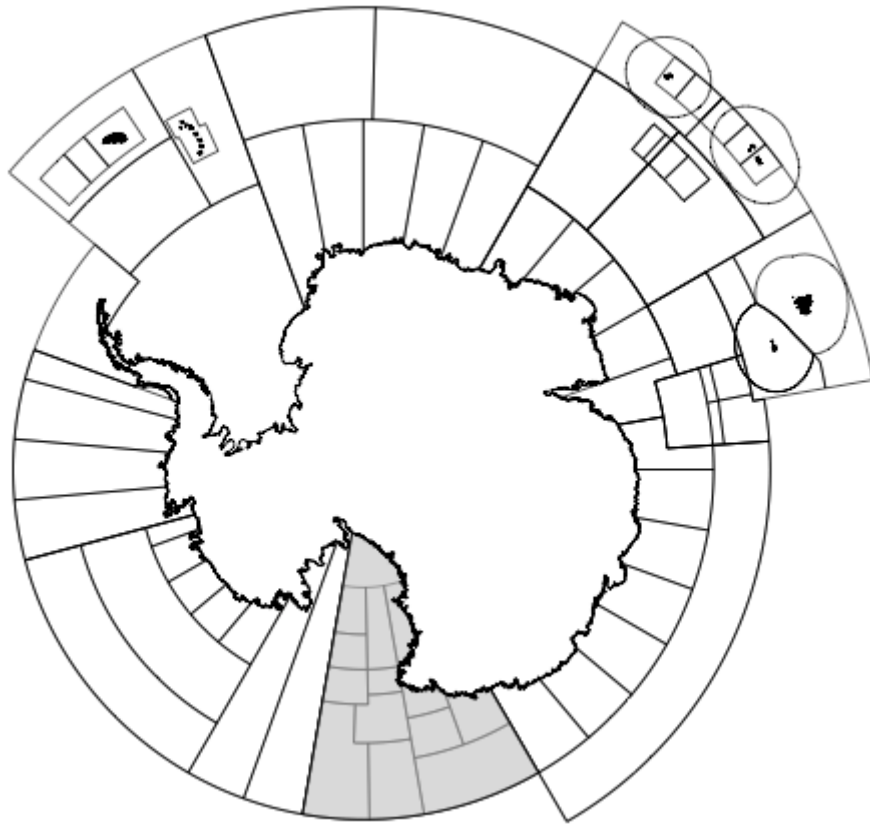


CCAMLR

Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
Commission pour la conservation de la faune et la flore marines de l'Antarctique
Комиссия по сохранению морских живых ресурсов Антарктики
Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos

RAPPORT DE PÊCHERIE

Rapport de pêche 2016 : Pêche exploratoire de *Dissostichus* spp. de la sous-zone 88.1



La carte ci-dessus indique les aires de gestion au sein de la zone de la Convention CCAMLR ; la région sur laquelle porte ce rapport est en gris.

Dans l'ensemble du rapport, la saison de pêche CCAMLR est représentée par l'année dans laquelle elle se termine, p. ex. 2015 représente la saison de pêche 2014/15 de la CCAMLR (du 1^{er} décembre 2014 au 30 novembre 2015).

Rapport de pêche 2016 : Pêche exploratoire de *Dissostichus* spp. de la sous-zone 88.1

Présentation de la pêche

1. Le présent rapport décrit la pêche exploratoire palangrière de légine antarctique (*Dissostichus mawsoni*) et de légine australe (*D. eleginoides*) de la sous-zone 88.1.
2. La répartition des limites de capture entre les unités de recherche à échelle précise (SSRU) des sous-zones 88.1 et 88.2 faisait partie d'une expérience sur trois ans qui a débuté en 2006, avec la fermeture des SSRU situées entre 150°E et 170°E (881A, D, E, F) et entre 170°W et 150°W (882A–B) pour garantir la concentration de l'effort de pêche dans le secteur couvert par l'expérience (SC-CAMLR-XXIV, paragraphes 4.163 à 4.166). La SSRU 881M a été délimitée et fermée à la pêche en 2009 pour protéger le corridor probable de la migration des légines dans l'ouest de la mer de Ross et la baie du Terra Nova (SC-CAMLR-XXVII, paragraphes 4.160 et 4.161).
3. Pour les besoins de l'évaluation des stocks, les sous-zones 88.1 et 88.2 sont divisées en deux régions : i) la sous-zone 88.1 et les SSRU 882A–B (aussi appelée région de la mer de Ross pour les besoins de la description de l'évaluation et des données sur lesquelles elle repose ; cette région est également celle dont traite ce rapport) et ii) les SSRU 882C–H (appelées sous-zone 88.2).
4. Les limites applicables à la pêche exploratoire de *Dissostichus* spp. de la sous-zone 88.1 sont décrites dans la mesure de conservation (MC) 41-09. Pour faciliter l'administration de la pêche, les limites de capture applicables aux SSRU 881B, C et G ont été combinées en une région « nord » (881B, C, G), celles des SSRU 881H, I et K en une région de « pente » (881H, I, K) et celles des SSRU 881J et L en une région de « plateau » (881J, L) (voir figure 1).

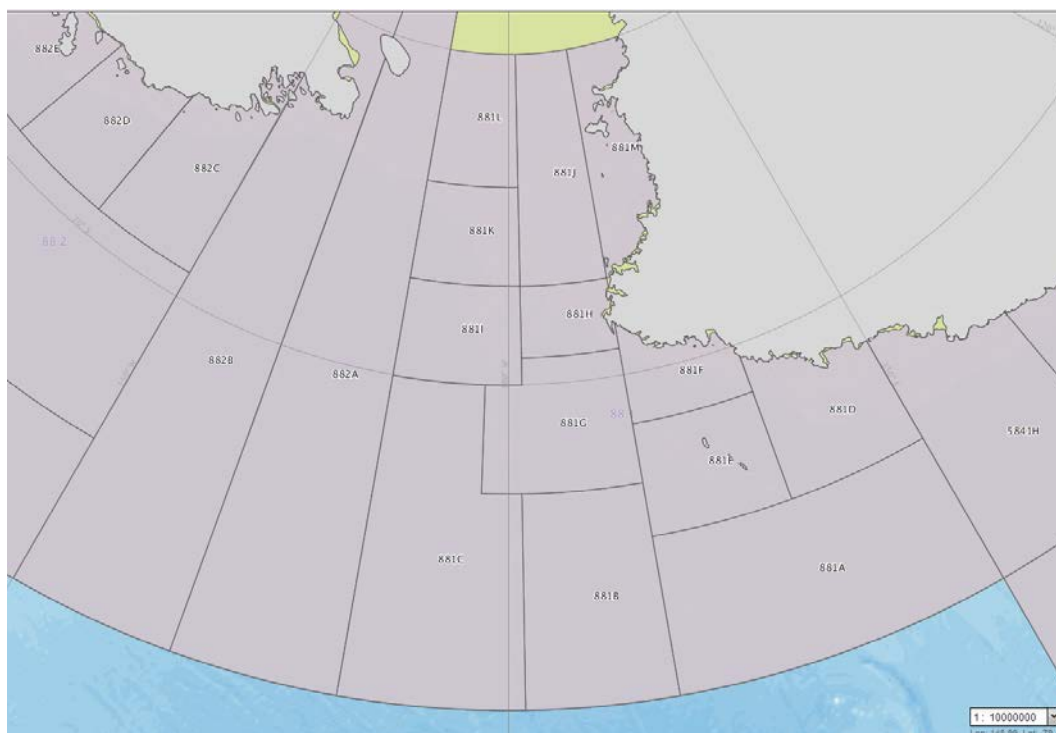


Figure 1 : SSRU de la sous-zone 88.1.

5. Ces limites « administratives » sont utilisées pour la gestion de la pêche. Toutefois, l'allocation des captures à ces régions dans le processus d'évaluation repose sur une régression arborescente fondée sur la longueur médiane des poissons de chaque pose de palangre, et les variables explicatives de SSRU et de profondeur. Cela entraîne de légères différences entre l'historique des captures allouées aux secteurs nord, de pente et de plateau au tableau 1 et celui du processus d'évaluation. De plus, l'historique des captures donné dans le tableau 1 repose sur les sous-zones et, de ce fait, les captures réalisées dans les SSRU 882A–B sont déclarées pour cette sous-zone, alors que dans l'historique des captures pour l'évaluation, ces captures sont incluses dans la région de la mer de Ross pour mieux correspondre à la répartition géographique présumée du stock de légine de la mer de Ross.

Tableau 1 : Historique des captures de *Dissostichus eleginoides* de la sous-zone 88.1. (Source : données STATLANT pour les saisons passées et déclarations de capture et d'effort de pêche pour la saison actuelle ; anciennes déclarations pour la capture INN.)

Saison	Sous-zone 88.1				
	Limite de capture (tonnes)	Captures déclarées (tonnes)			Captures INN estimées (tonnes)
		<i>D. mawsoni</i>	<i>D. eleginoides</i>	Total	
1997	1980	0	0	0	0
1998	1510	41	1	42	0
1999	2281	296	1	297	0
2000	2090	751	0	751	0
2001	2064	626	34	660	0
2002	2508	1313	12	1325	92
2003	3760	1805	26	1831	0
2004	3250	2184	13	2197	240
2005	3250	3098	7	3105	28
2006	2964	2968	1	2969	0
2007	3032 ¹	3079	12	3091	0
2008	2700	2251	9	2259	272
2009	2700	2432	17	2448	0
2010	2850	2868	<1	2869	0
2011	2850	2836 ^q	3	2839	*
2012	3282 ¹	3173	5	3178	*
2013	3282 ¹	3006 ^q	<1	3006	*
2014	3044 ¹	2819 ^q	4	2823	*
2015	2844 ^{1,2}	2473 ^q	1	2474	*
2016	2870 ¹	2678	5	2684	*

¹ Dans la sous-zone 88.1, la limite de capture comprend 40 tonnes réservées à la pêche de recherche en 2007, 80 tonnes en 2012, 49 tonnes en 2013, 43 tonnes en 2014 et 68 tonnes en 2015. En 2016, 140 tonnes étaient réservées à la pêche de recherche.

² En 2015, la limite de capture visée dans la MC 41-09 a été réduite de 200 tonnes réservées à la pêche de recherche dans les SSRU 882A–B ; cette capture n'a pas été incluse dans les déclarations de capture de la sous-zone 88.1.

*Niveaux de capture INN non estimés ; aucune preuve de présence ou d'activité pêche INN signalée.

^q Certaines données de capture de cette année sont en quarantaine. Les captures suivantes ne sont pas incluses dans le tableau des captures déclarées ci-dessus :
 2011 – navire *In Sung No. 7*, 45 tonnes de *D. mawsoni*
 2013 – navire *Yantar 35*, 156 tonnes de *D. mawsoni*
 2014 – navire *Yantar 35*, 108 tonnes de *D. mawsoni*
 2015 – navire *Yantar 35*, 251 tonnes de *D. mawsoni*.

6. La limite de capture de précaution dans la sous-zone 88.1 en 2016 pour *Dissostichus* spp. était de 2 870 tonnes réparties comme suit : 360 tonnes (13%) pouvant être prélevées des SSRU 881B, C et G ; 2 050 tonnes (74%) des SSRU 881H, I et K ; et 320 tonnes (13%) des SSRU 881J et L. Dans la limite de capture des SSRU 881J et L, une limite de capture de recherche de 140 tonnes a été mise de côté pour permettre de terminer la campagne d'évaluation du plateau de la mer de Ross de 2007 et d'effectuer une campagne hivernale. Les limites de capture pour les espèces des captures accessoires sont définies dans les MC 33-03 et 41-09.

7. En 2016, 13 navires (de six Membres différents) ont pêché dans la sous-zone 88.1. Pour 2017, huit Membres représentant un total de 21 navires ont notifié leur intention de participer à la pêche exploratoire de *Dissostichus* spp. de la sous-zone 88.1.

8. La pêche de la sous-zone 88.1 a fait l'objet d'une expansion constante de l'effort de pêche (nombre de poses) de 1998 à 2001, et a presque triplé en 2004. Depuis 2005, l'effort de pêche est devenu plus stable. Par le passé, la plupart des navires utilisaient le système de palangre automatique, mais par la suite, des navires utilisant une palangre de type espagnol se sont joints à eux, et plus récemment sont apparues les *trotlines*. Toutefois, depuis 2015, les palangriers automatiques sont de nouveau prédominants dans cette pêche, d'après le nombre de poissons capturés et le total des captures. Bien que la plupart des SSRU des sous-zones 88.1 et 88.2 aient fait l'objet de pêche à un moment donné, la proportion de l'effort de pêche dans chacune d'elle varie considérablement d'année en année, en fonction des limites de capture, des espèces visées et des espèces des captures accessoires et de l'état des glaces. Les deux SSRU de pente, 881H et 881I, sont celles qui ont été pêchées le plus souvent. Les années où l'état des glaces était favorable (2005, 2009, 2012–2014), la pêche s'est étendue à la SSRU 881K.

9. La durée de la saison de pêche dans la pêche de la mer de Ross a diminué au cours du temps. Les premières années, la pêche se déroulait principalement de janvier à mars et, de 2001 à 2003, elle s'étendait jusqu'en avril et mai. Plus récemment, la pêche a commencé début décembre pour se terminer, le plus souvent, en janvier ou février, selon l'état des glaces.

10. Les captures de *D. eleginoides* provenaient principalement du nord-ouest de la région de la mer de Ross dans les SSRU 881A–C (WG-FSA-13/48). Les captures étaient assez élevées au début de la pêche, notamment en 2001, mais sont désormais relativement peu élevées. Les taux de capture de *D. eleginoides* étaient nettement plus élevés dans la SSRU 881A que dans les autres SSRU, et cette SSRU est fermée à la pêche depuis 2008.

Captures déclarées

11. Les captures de *D. mawsoni* et *D. eleginoides* de la sous-zone 88.1 sont présentées dans le tableau 1. Parmi les captures déclarées de la sous-zone 88.1 figurent des données de capture de certains navires que la CCAMLR a convenu de mettre en quarantaine en raison du manque de confiance dans les quantités et/ou l'emplacement de ces captures (SC-CAMLR-XXXIII, paragraphe 3.68). Les saisons comportant des données mises en quarantaine sont indiquées par la lettre q en exposant et des précisions sur chacun des navires sont données dans la note en bas du tableau 1. Toutes les données complémentaires associées à ces navires

(p. ex. capture accessoire, marquage, données d'observateurs) ont également été mises en quarantaine et ne sont pas incluses dans les données présentées dans ce rapport.

12. En 2016, la capture commerciale totale de *Dissostichus* spp. déclarée pour la sous-zone 88.1 était de 2 683 tonnes (93% de la limite de capture de 2 870 tonnes) et la pêcherie a fermé le 16 janvier 2016. Les SSRU suivantes ont fermé dans le courant de la saison de pêche :

- SSRU B, C et G : fermeture déclenchée le 7 décembre 2015, lorsque la capture totale de *Dissostichus* spp. a atteint 314 tonnes (87% de la limite de capture de 360 tonnes)
- SSRU H, I et K : fermeture déclenchée le 10 janvier 2016, lorsque la capture totale de *Dissostichus* spp. a atteint 1 958 tonnes (96% de la limite de capture de 2 050 tonnes)
- SSRU J et L : fermeture déclenchée le 16 janvier 2016, lorsque la capture totale de *Dissostichus* spp. a atteint 323 tonnes (101% de la limite de capture de 320 tonnes).

13. De plus, 35 tonnes ont été capturées dans les SSRU 881J, L et M pendant la campagne d'évaluation des subadultes et 54 tonnes pendant la campagne hivernale, toutes deux menées par la Nouvelle-Zélande (SC-CAMLR-XXXV/BG/01).

Pêche illicite, non déclarée et non réglementée (INN)

14. La capture illicite, non déclarée et non réglementée (INN) dans la sous-zone 88.1 était de 240 tonnes en 2004, de 28 tonnes en 2005 et de 272 tonnes en 2008 (tableau 1).

15. À partir du moment où l'on a pris conscience des problèmes de méthodologie concernant l'estimation du niveau de capture INN depuis 2011, des preuves de présence ou d'activité de pêche INN ont été relevées, mais aucune estimation correspondante de la capture INN de *Dissostichus* spp. n'a été présentée (SC-CAMLR-XXIX, paragraphe 6.5). Un navire de pêche inscrit sur la liste des navires INN a été observé dans la sous-zone 88.1 en 2008 et un navire inconnu a été signalé en 2012.

Glaces de mer

16. Les glaces de mer ont une grande influence sur les opérations de pêche des hautes latitudes. Tout d'abord, elles restreignent ou empêchent l'accès aux lieux de pêche préférés mais, plus grave encore, elles gênent les opérations de pêche, ce qui se répercute sur les captures et le temps passé sur ces lieux. Un indice des glaces mis en place pour la sous-zone 88.1 produit un indice quantitatif de l'influence de l'état variable des glaces de mer sur les opérations d'une pêcherie à l'échelle d'une saison (WG-FSA-15/35). Selon l'indice, la saison 2015 était, par ordre d'importance, la troisième des saisons les plus « contraignantes », avec 24% des lieux de pêche libres de glaces, comparativement à 17% pendant la saison 2001 et 18% pour 2008 (figure 2). Par contre, la saison 2014 était considérée comme une « bonne » année avec 71% des lieux de pêche libres de glace, tout comme la saison 2011 avec 81%.

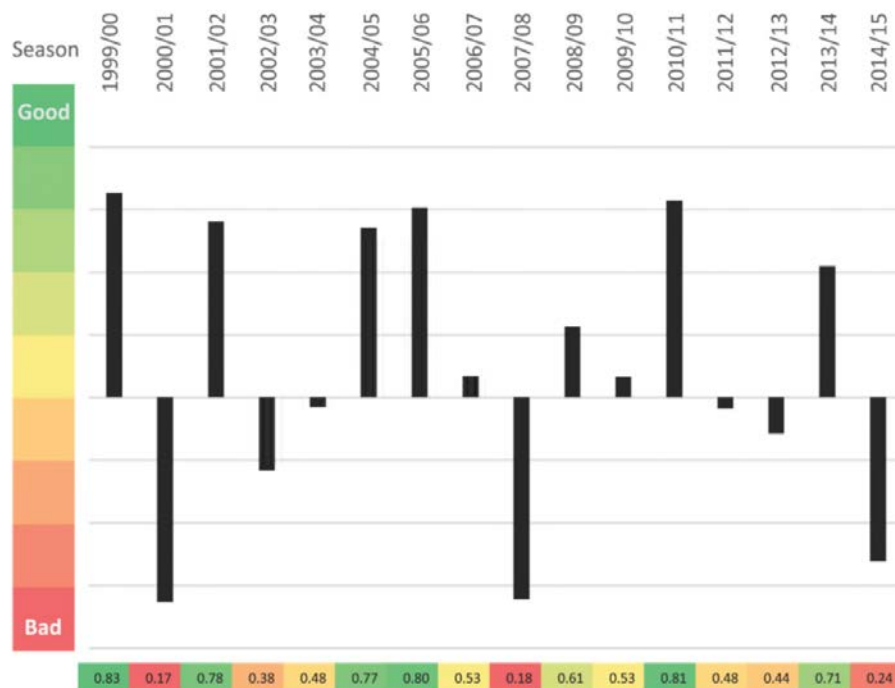


Figure 2 : Indice des glaces de la pêcherie de la mer de Ross. La barre colorée en bas de la figure indique la proportion des lieux de pêche qui étaient libres de glace dans la sous-zone (d'après WG-FSA-15/35).

Collecte des données

17. La CCAMLR établit au moyen d'évaluations pleinement intégrées les limites de capture de *D. mawsoni* et *D. eleginoides* des sous-zones 48.3 et 88.1 et de la division 58.5.2 ; des méthodes requérant moins de données sont utilisées pour les pêcheries dites « pauvres en données » (de la sous-zone 48.6 et de la zone 58 en dehors des zones économiques exclusives (ZEE)). Dans la sous-zone 88.1, l'évaluation concerne *D. mawsoni*, avec des captures de *D. eleginoides* comptabilisées dans les limites de capture globales. Les sous-zones 88.1 et 88.2 sont gérées dans le cadre de la MC 41-01 sur les pêcheries exploratoires et de ce fait un plan de collecte des données y est associé (annexe 41-01/A), ainsi qu'un plan de recherche (annexe 41-01/B) et un programme de marquage (annexe 41-01/C). Les données collectées en vertu de cette mesure de conservation sont décrites ci-après. Le plan de recherche à moyen terme de cette région est donné en appendice 2.

Données biologiques

18. La collecte de données biologiques en vertu de la MC 23-05 est réalisée dans le cadre du Système international d'observation scientifique de la CCAMLR. Dans les pêcheries exploratoires à la palangre visant *D. mawsoni* et *D. eleginoides*, la collecte des données biologiques comprend des échantillons représentatifs de la longueur, du poids, du sexe et du stade de maturité, ainsi que la collecte d'otolithes pour la détermination de l'âge des espèces visées et des espèces des captures accessoires les plus courantes.

Distributions de longueur dans les captures

19. Les distributions des fréquences de longueur de *D. mawsoni* et *D. eleginoides* capturés dans cette pêcherie de 2007 à 2016 sont présentées respectivement sur les figures 3 et 4. Ces distributions des fréquences de longueur ne sont pas pondérées (c.-à-d. qu'elles n'ont pas été ajustées en fonction de facteurs tels que la taille des captures desquelles elles ont été collectées). La variabilité interannuelle illustrée sur les figures peut refléter des différences dans la population pêchée, mais il est également probable qu'elle reflète des changements quant à l'engin de pêche utilisé, au nombre de navires dans la pêcherie et à la répartition spatio-temporelle de la pêche.

20. La distribution des fréquences de longueur des captures de *D. mawsoni* de cette pêcherie varie de 50 à 180 cm (figure 3). Pour toutes les saisons et toutes les régions, on remarque un large mode d'environ 120–170 cm. La plupart des années, il existe un mode de poissons de petite taille, à 50–100 cm, capturés sur le plateau de la mer de Ross mais la distribution des longueurs des poissons qui y sont capturés est plus variable d'une année à l'autre car la répartition spatiale de la pêche est moins homogène.

21. Les données de fréquence des longueurs de *Dissostichus eleginoides* sont rares certaines années où très peu de poissons ont été capturés et/ou mesurés ; la distribution des fréquences de longueur est remarquablement constante entre la plupart des années (figure 4; voir également WG-FSA-10/23, tableau 9, figure 13).

Marquage

22. Conformément à la MC 41-01, chaque palangrier menant des opérations de pêche exploratoire de *Dissostichus* spp. est tenu de marquer et de relâcher des spécimens de *Dissostichus* spp. à raison de 1 poisson par tonne de capture en poids vif tout au long de la saison depuis 2004. Une limite maximale de 500 poissons marqués par navire était applicable jusqu'à fin 2007 (tableau 3). Afin de garantir un recoupement suffisant entre la distribution des longueurs des poissons marqués par un navire et celle de l'ensemble des poissons capturés par ce navire, tout navire capturant plus de 10 tonnes de chaque espèce de *Dissostichus* est tenu d'atteindre un taux minimal de cohérence du marquage (voir annexe 41-01/C, note 3 en bas de mesure). La disposition fixant un taux minimal de cohérence du marquage de 50% a été introduite pour la saison 2011, puis elle est passée à 60% pour les saisons suivantes, à partir de 2012 (tableau 2).

23. Des taux de détection des marques et de recapture par navire ont été mis au point par une méthode qui contrôle la variabilité spatio-temporelle des opérations de pêche en associant chaque événement de pose ou de recapture de marques avec toutes les autres opérations de pêche qui ont eu lieu à la même période et la même position (c.-à-d. à une distance spécifique et pendant la même saison de pêche) (WG-SAM-14/30). Les indices produits ont permis de déterminer les poses réelles de marques et les recaptures réelles de marques pour chaque navire dans le jeu de données sur le marquage utilisé pour le modèle d'évaluation (WG-FSA-15/38).

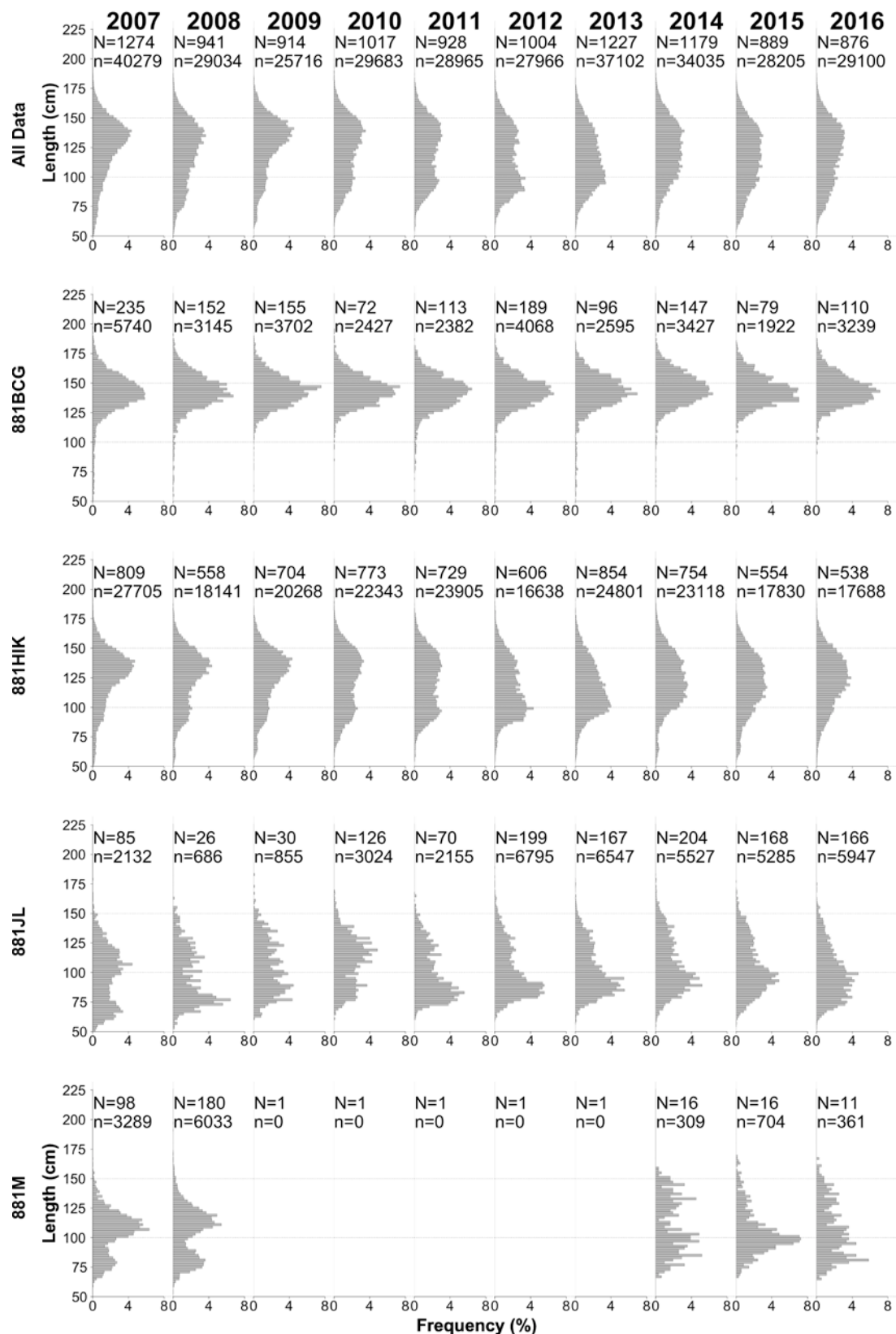


Figure 3 : Distributions annuelles des fréquences de longueur de *Dissostichus mawsoni* capturé dans la sous-zone 88.1 (en haut) dans chaque SSRU (en bas). Le nombre de poses desquelles des poissons ont été mesurés (N) et le nombre de poissons mesurés (n) par année sont précisés.

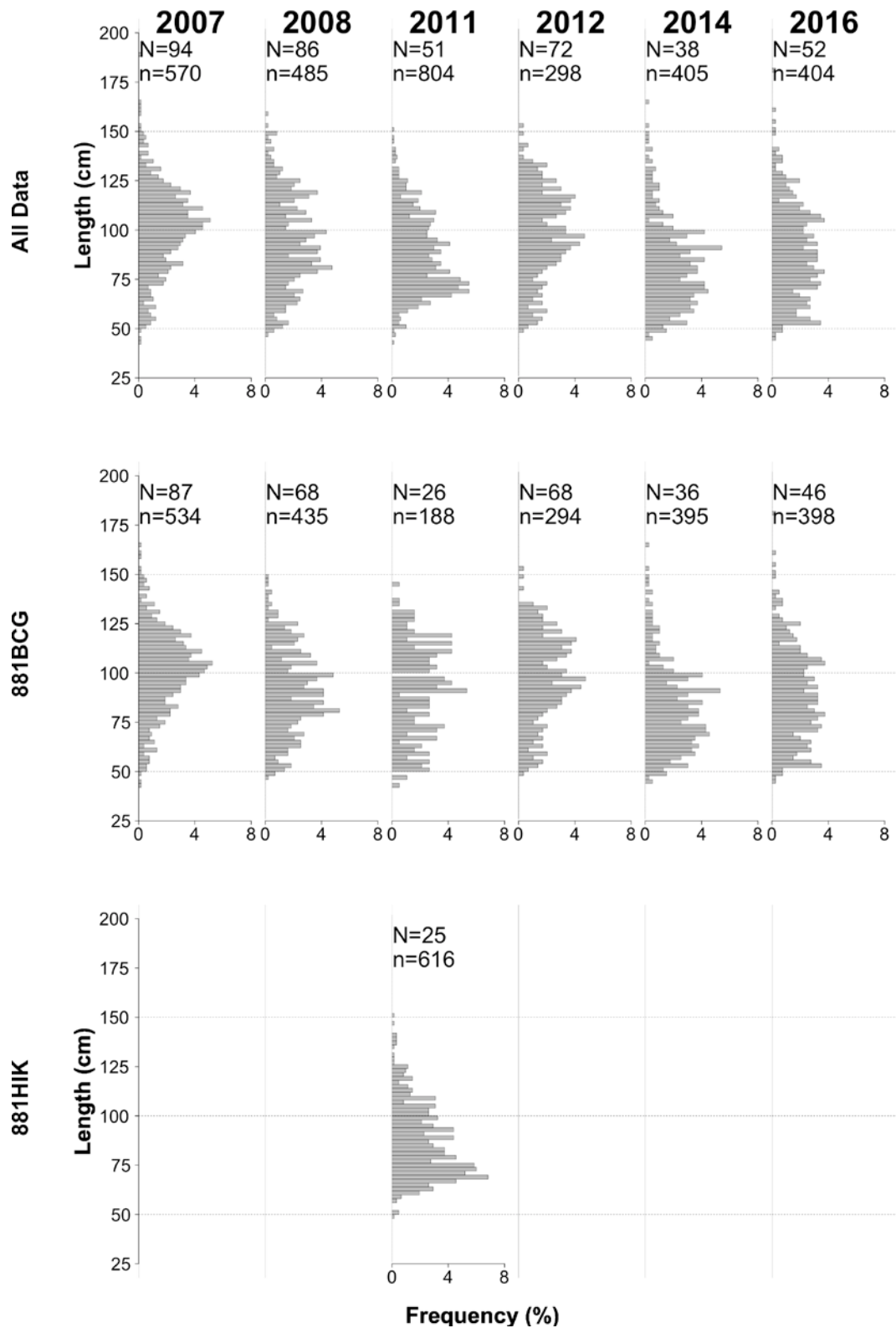


Figure 4 : Distributions des fréquences de longueur de *Dissostichus eginoides* capturé dans la sous-zone 88.1 (en haut) dans chaque SSRU (en bas). Le nombre de poses desquelles des poissons ont été mesurés (N) et le nombre de poissons mesurés (n) par année sont précisés.

Tableau 3 : Nombre d'individus de a) *Dissostichus mawsoni* et b) *D. eleginoides* marqués chaque saison dans la sous-zone 88.1. Le nombre de poissons recapturés par navire est indiqué entre parenthèses.

a)

État du pavillon	Nom du navire	Saison															
		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016	
Argentine	<i>Argenova XXI</i>			33	(2)												
Chili	<i>Isla Eden</i>	139	(1)														
Corée, Rép. de	<i>Hong Jin No. 701</i>							106	(0)	209	(4)	270	(2)	235	(4)		
	<i>Hong Jin No. 707</i>	153	(11)	368	(24)	224	(9)	456	(8)	291	(1)	405	(6)				
	<i>Insung No. 1</i>	143	(3)	313	(29)												
	<i>Insung No. 3</i>									249	(10)						
	<i>Insung No. 5</i>									427	(16)						
	<i>Jung Woo No. 2</i>	242	(11)	270	(3)	283	(0)	186	(3)								
	<i>Jung Woo No. 3</i>	164	(0)	185	(8)	157	(2)	236	(5)								
	<i>Kostar</i>									223	(1)	117	(1)	352	(2)	312	(15)
	<i>Sunstar</i>									154	(4)	122	(1)	199	(6)	206	(7)
Nouvelle-Zélande	<i>Antarctic Chieftain</i>	185	(8)	164	(36)	238	(18)	127	(2)								
	<i>Janas</i>	166	(5)	415	(34)	172	(4)	168	(0)	130	(13)	150	(14)	105	(4)		
	<i>San Aotea II</i>	186	(19)	288	(24)	321	(50)	289	(4)	348	(21)	354	(70)	299	(20)	338	(42)
	<i>San Aspiring</i>	264	(31)	513	(59)	199	(19)	527	(62)	243	(32)	307	(76)	193	(40)	412	(50)
Norvège	<i>Seljevaer</i>							178	(14)	238	(53)	264	(55)	218	(27)	408	(64)
Russie	<i>Chio Maru No. 3</i>					196	(4)	201	(3)								
	<i>Gold Gate</i>					98	(1)										
	<i>Mys Marii</i>											21	(1)	44	(4)		
	<i>Ostrovka</i>					18	(3)										
	<i>Oladon 1</i>															188	(3)
	<i>Palmer</i>											54	(7)	68	(0)	336	(1)
	<i>Sparta</i>					110	(8)			7	(1)	28	(3)				
	<i>Ugulan</i>									41	(3)	49	(2)				
	<i>Yantar 31</i>							362	(7)	82	(8)	93	(0)	178	(1)	126	(5)
	Espagne	<i>Tronio</i>	494	(1)	308	(23)	429	(12)	546	(8)	388	(12)	298	(22)	311	(20)	230
	<i>Yanque</i>															46	(7)
Royaume-Uni	<i>Argos Froyanes</i>	301	(0)	158	(4)	332	(28)	38	(1)	183	(23)	220	(25)	239	(30)	70	(4)
	<i>Argos Georgia</i>			51	(2)	213	(48)	300	(13)	293	(10)	244	(22)	287	(26)	263	(37)
	<i>Argos Helena</i>	337	(6)														
Ukraine	<i>Poseydon I</i>											30	(2)				
	<i>Simeiz</i>									75	(1)	73	(4)			203	(4)
Uruguay	<i>Ross Star</i>	54	(0)														
Total		2828	(96)	3066	(248)	2990	(206)	3720	(130)	3747	(222)	3249	(322)	2997	(195)	3138	(257)

b)

État du pavillon	Nom du navire	Saison							
		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Argentine	<i>Antartic III</i>								
Corée, Rép. de	<i>Hong Jin No. 701</i>				3 (6)				
	<i>Hong Jin No. 707</i>	84 (5)		34 (5)	0 (1)			1 (0)	
	<i>Insung No. 1</i>	15 (0)							
	<i>Insung No. 3</i>					1 (0)			
	<i>Jung Woo No. 2</i>				0 (1)				
Nouvelle-Zélande	<i>Antarctic Chieftain</i>				1 (2)				
	<i>Janas</i>			0 (2)			4 (0)	3 (2)	
	<i>San Aotea II</i>			2 (0)	15 (4)		4 (4)	0 (1)	17 (1)
	<i>San Aspiring</i>	1 (0)	2 (1)	3 (0)	1 (1)			1 (0)	2 (0)
Norvège	<i>Froyanes</i>								
	<i>Seljevaer</i>							3 (2)	
Russie	<i>Chio Maru No. 3</i>				2 (1)				
	<i>Gold Gate</i>			1 (3)					
	<i>Palmer</i>								1 (0)
Espagne	<i>Sparta</i>				2 (0)				
	<i>Tronio</i>	13 (0)		1 (2)		1 (0)		2 (0)	
	<i>Argos Froyanes</i>	1 (2)					1 (0)		
Royaume-Uni	<i>Argos Georgia</i>		1 (0)		1 (0)	3 (1)			
	<i>Argos Helena</i>	1 (0)							
Ukraine	<i>Simeiz</i>						11 (1)		
Total		115 (7)	2 (2)	41 (12)	25 (16)	5 (1)	20 (5)	7 (4)	20 (1)

Paramètres du cycle vital

Structure des stocks

24. L'hypothèse de travail actuelle concernant la dynamique de la reproduction et le stade précoce du cycle vital de *D. mawsoni* dans les sous-zones 88.1 et 88.2 est décrite dans Hanchet *et al.* (2008). Une approche pluridisciplinaire incorporant la microchimie des otolithes, les données sur l'âge et les simulations de particules Lagrangiennes a donné des résultats similaires (Ashford *et al.*, 2012). Sous cette hypothèse, le frai a lieu au nord de la pente continentale de l'Antarctique, principalement sur les rides et sur les bancs de la ride Pacifique-Antarctique (Hanchet *et al.*, 2008). Il semblerait qu'il se déroule en hiver et qu'il puisse s'étendre sur plusieurs mois. En fonction de l'emplacement exact du frai, les œufs et les larves sont entraînés par les tourbillons de la mer de Ross (deux tourbillons dans le sens des aiguilles d'une montre : un petit à l'ouest, autour des îles Balleny et un plus grand, à l'est, couvrant le reste des sous-zones 88.1 et 88.2). Ils peuvent se déplacer soit vers l'ouest et rester autour des îles Balleny et du plateau continental de l'Antarctique qui leur est adjacent, soit vers l'est, avec le tourbillon de l'est de la mer de Ross et rester le long de la pente continentale et du plateau, dans l'est de la mer de Ross dans la sous-zone 88.2 (WG-FSA-12/48). Au fur et à mesure que les juvéniles grandissent, ils retournent vers l'ouest, sur le plateau de la mer de Ross puis rejoignent des eaux plus profondes (>600 m). En grandissant, les poissons se déplacent vers des eaux plus profondes, s'alimentant dans la région de la pente à des profondeurs de 1 000–1 500 m, où ils prennent du poids avant de se déplacer vers le nord sur la ride Pacifique-Antarctique pour recommencer le cycle. Les reproducteurs restent dans la région du nord pendant deux ou trois ans maximum, mais il se pourrait que cela diffère entre les mâles et les femelles. Il est possible qu'ils réintègrent ensuite le plateau et la pente, au sud, là où la productivité est accrue et la nourriture plus abondante. Là, ils reprennent du poids avant la reproduction.

25. Une analyse de la diversité génétique de *D. mawsoni* des sous-zones 48.1 et 88.1 et de la division 58.4.2 a mis en évidence une légère variation génétique entre les trois secteurs (Smith et Gaffney, 2005). Cette différenciation s'explique par les tourbillons, qui peuvent servir de systèmes de rétention des juvéniles et par le peu de mouvement des poissons marqués. Kuhn et Gaffney (2008) ont poursuivi les travaux entrepris par Smith et Gaffney (2005) en examinant les polymorphismes nucléotidiques simples (SNP) nucléaire et mitochondrial sur les échantillons de tissus collectés dans les sous-zones 48.1, 88.1 et 88.2 et la division 58.4.1. Ils ont trouvé des résultats pratiquement similaires à ceux des études antérieures, avec des preuves d'une différenciation génétique significative entre les secteurs des trois océans, mais peu de preuves de différenciation dans chaque secteur. L'absence de différenciation entre les stocks a également été signalée (Mugue *et al.*, 2014).

26. Dans la sous-zone 88.1, *Dissostichus eleginoides* se trouve de toute évidence à la limite sud de son intervalle, ne s'étendant en nombre significatif que dans l'angle nord-ouest de la sous-zone 88.1. La pêcherie ne capture que très peu de poissons de petite taille (<50 cm) et l'origine de *D. eleginoides* dans ce secteur est incertaine. Il est possible que ces poissons proviennent de la même population que *D. eleginoides* des alentours de l'île Macquarie car un spécimen marqué à cette île a été capturé dans SSRU 881B en 2007.

Estimations paramétriques

CPUE standardisée

27. Les analyses de la capture par unité d'effort (CPUE) standardisée de *D. mawsoni* de la mer de Ross ont été actualisées pour 2015 (WG-FSA-15/36). En 2006, il a été conclu que les indices de CPUE ne semblaient pas adaptés au suivi de l'abondance de la légine dans la pêcherie de la mer de Ross (SC-CAMLR-XXV, annexe 5, paragraphe 5.58). Dans l'actualisation 2015 des analyses de CPUE, les effets liés à l'année étaient assez variables, avec une tendance à la hausse jusqu'à 2007 suivie d'une légère tendance à la baisse jusqu'à 2015, et variaient nettement entre les pêcheries du nord, de la pente et du plateau.

Capture par âge

28. Quelque 800 otolithes de *D. mawsoni* collectés par des observateurs de navires néo-zélandais ont été retenus pour une lecture de l'âge et ont servi à construire des clés âge-longueur (ALK pour *age-length keys*) annuelles et pour chaque région. Les données d'âge étaient disponibles pour 1999 à 2014, mais pas encore pour 2015. Dans la mer de Ross, les ALK annuelles pour chaque sexe ont été appliquées séparément aux pêcheries du plateau/de la pente et à la pêcherie du nord. Ces clés ont été appliquées aux distributions des fréquences de longueur, aux échelles applicables pour chaque année, pour produire des distributions annuelles de capture selon l'âge (WG-FSA-15/36).

29. Bien que la distribution des fréquences de longueur de la capture de légine du nord de la pêcherie de la mer de Ross soit restée relativement stable au fil des années, on constate un changement d'âge moyen des mâles et des femelles dans la capture réalisée dans le nord, avec une légère hausse les premières années suivie d'une baisse depuis 2005 (WG-FSA-15/36). L'âge moyen de la capture dans les pêcheries de la pente et plateau a varié au cours du temps mais sans tendance apparente.

30. On constate une hausse marquée dans la proportion des mâles au nord et, dans une moindre mesure, sur la pente et le plateau au cours du temps (WG-FSA-15/36), même en ignorant les deux premières années de données (qui risquent de ne pas être représentatives du fait que la pêche ait principalement eu lieu dans les eaux peu profondes de la SSRU 881G).

Campagnes d'évaluation du recrutement

31. Des campagnes annuelles de recherche sur les subadultes (70–110 cm) de légine sont menées depuis 2011 dans le sud de la mer de Ross (p. ex. WG-FSA-12/41 ; WG-SAM-13/32 ; WG-FSA-14/51 ; WG-SAM-15/44 et WG-SAM-16/14). L'insertion de la structure des âges de la campagne dans l'évaluation a eu pour effet de stabiliser l'indice de l'abondance de la classe d'âge (YCS) (WG-FSA-15/38).

Données de marquage-recapture

32. Le programme de marquage dans la sous-zone 88.1 a maintenant dépassé les 40 000 poissons marqués et relâchés et les 2 000 poissons recapturés (WG-FSA-15/37). Le processus par lequel les données de marquage et de recapture utilisées dans les évaluations de la mer de Ross (bases de données C2, d'observateurs et de marquage) ont été traitées et préparées comme données d'entrée dans CASAL est décrit dans WG-FSA-15/38

Valeurs paramétriques

33. Les estimations de mortalité naturelle, de longueurs-poids, de croissance et des paramètres de maturité pour *D. mawsoni* dans la sous-zone 88.1 sont données au tableau 4. Les estimations de la moyenne d'âge et de longueur à 50% de la reproduction dans la région de la pente de la mer de Ross ont été mises à jour en 2012 à 16,9 ans et 135 cm pour les femelles et 12,0 ans et 109 cm pour les mâles (WG-FSA-12/40).

Tableau 4 : Valeurs paramétriques pour *Dissostichus mawsoni* dans les modèles du cas de base de la sous-zone 88.1.

Relation	Paramètre	Valeur	
		Mâles	Femelles
Mortalité naturelle	M (y^{-1})	0.13	0.13
Von Bertalanffy	t_0 (y)	-0.256	0.021
	k (y^{-1})	0.093	0.090
	L_∞ (cm)	169.07	180.20
	c.v.	0.102	0.102
Longueur-poids	a ($t \text{ cm}^{-1}$)	1.387e-008	7.154e-009
	b	2.965	3.108
Âge à la maturité (y)	A_{50} ($\pm A_{1095}$)	11.99 (± 5.25)	16.92 (± 7.68)
Pente du recrutement du stock (Beverton-Holt)	h		0.75
Variabilité du recrutement	σ_R		0.6
Erreur de détermination de l'âge (CV)	cv		0.1
Mortalité initiale liée au marquage			10%
Perte de marque initiale (par marque)			3.3%
Taux instantané de perte de marque (p. marque)			0.062 y^{-1}
Taux de détection des marques			98.7%
Retard de croissance lié aux marques			0.5 y

34. Pour tenir compte des 1,3% de spécimens de *Dissostichus* spp. qui ont été recapturés mais pour lesquels on n'a pas pu retrouver la trace de l'événement de marquage (WG-FSA-15/37), un taux de détection des marques de 98,7% a été présumé dans les modèles d'évaluation de la mer de Ross.

35. Dans la mer de Ross, l'évaluation concerne *D. mawsoni*, avec des captures de *D. eleginoides* comptabilisées dans les limites de capture globales.

Structure du modèle et hypothèses

36. Une évaluation de la pêcherie de *D. mawsoni* de la mer de Ross (sous-zone 88.1 et SSRU A–B) a été réalisée au moyen d'un modèle CASAL d'évaluation intégrée du stock.

37. Pour cette pêcherie, l'évaluation est effectuée tous les deux ans. L'évaluation réalisée en 2015 (pour 2016 et 2017) est décrite dans l'appendice 1.

Estimations de rendement

38. La capture constante pour laquelle l'évitement médian de 50% du niveau médian de biomasse reproductrice pré-exploitation à la fin de la période de projection de 35 ans est de 2 870 tonnes. Avec un tel rendement, le risque que la biomasse reproductrice tombe au-dessous de 20% de la biomasse initiale est inférieur à 10%.

39. En fonction des résultats de l'évaluation présentés en 2015, la limite de capture de précaution pour *Dissostichus* spp. pour 2016 et 2017 a été fixée à 2 870 tonnes. Les différences de répartition de la limite de capture d'une année à l'autre entre les différents groupes de SSRU dans la sous-zone reflètent les différentes allocations des captures réservées à la recherche ces deux années.

Besoins en recherche

40. En 2015, le groupe de travail chargé de l'évaluation des stocks de poissons (WG-FSA-15) appuyait les avis de la réunion 2015 du groupe de travail sur les statistiques, les évaluations et la modélisation (WG-SAM-15) (SC-CAMLR-XXXIV, annexe 4, §4.25) et ceux du groupe de travail sur le contrôle et la gestion de l'écosystème (WG-EMM-15) (SC-CAMLR-XXXIV, annexe 5, §2.86) et recommandait de poursuivre la campagne d'évaluation du recrutement/sur le plateau en y ajoutant des strates dans le détroit de McMurdo en 2016 et la baie du Terra Nova en 2017 pour contrôler les légines de plus grande taille (subadultes et adultes) dans ces secteurs.

Captures accessoires de poissons et d'invertébrés

Captures accessoires de poissons

41. Les limites de capture applicables aux groupes d'espèces des captures accessoires (macrouridés, raies et autres espèces) sont définies dans la MC 33-03 et présentées dans le tableau 5. Dans ces limites de capture, la capture totale des espèces de capture accessoire dans une SSRU ou dans plusieurs SSRU combinées, selon les termes des mesures de conservation pertinentes, ne dépassera pas les limites ci-dessous :

- raies : 5% de la limite de capture de *Dissostichus* spp. ou 50 tonnes, selon la limite la plus élevée
- les limites de capture en vigueur pour les macrouridés des SSRU 881H–L reposent sur les estimations de biomasse et de rendement la campagne d'évaluation par chalutage de l'Année polaire internationale (API) 2008 qui avait été menée sur la pente de la mer de Ross (voir l'évaluation de l'impact sur les populations affectées)
- toutes les autres espèces combinées : 20 tonnes.

Tableau 5 : Historique des captures accessoires (macrouridés, raies et autres espèces), avec limites de capture et nombre de raies relâchées vivantes, dans la sous-zone 88.1. Les limites de capture s'appliquent à l'ensemble de la pêcherie (voir MC 33-03 pour plus d'informations). (Source : données à échelle précise.)

Saison	Macrouridés		Raies			Autres espèces	
	Limite de capture (tonnes)	Captures déclarées (tonnes)	Limite de capture (tonnes)	Capture déclarée débarquée morte (tonnes)	Poissons relâchés	Limite de capture (tonnes)	Captures déclarées (tonnes)
1997	-	0	-	0	-	-	0
1998	-	9	-	5	-	50	1
1999	-	22	-	39	-	50	5
2000	-	74	-	41	-	50	7
2001	-	61	-	9	-	50	14
2002	100	154	-	25	-	50	10
2003	610	65	250	11	966	100	12
2004	520	319	163	23	1745	180	23
2005	520	462	163	69	5057	180	24
2006	474	258	148	5	14640	160	18
2007	485	153	152	38	7336	160	43
2008	426	112	133	4	7190	160	20
2009	430	183	135	7	7088	160	16
2010	430	119	142	8	6796	160	15
2011	430	189	142	4	5439	160	8
2012	430	143	164	1	2238	160	4
2013	430	127	164	4	5675	160	10
2014	430	129	152	2	5534	160	17
2015	430	92	152	6	12978	160	26
2016	430	93	152	6	5562	160	21

42. Si la capture accessoire d'une espèce est égale ou supérieure à 1 tonne dans tout trait ou pose, le navire de pêche doit se déplacer vers un autre lieu de pêche éloigné d'au moins 5 milles nautiques pour une période d'au moins cinq jours.

43. Si la capture de *Macrourus* spp. effectuée par un même navire au cours de deux périodes de 10 jours quelles qu'elles soient, dans une même SSRU, dépasse 1 500 kg en une période de 10 jours et dépasse 16% de la capture de *Dissostichus* spp., le navire cesse la pêche dans cette SSRU pour le restant de la saison.

44. Les raies semblant avoir une probabilité raisonnable de survie sont relâchées en surface conformément à la MC 33-03. Les limites de capture accessoire et les règles de déplacement en vigueur pour les raies sont données dans la MC 33-03.

45. Les captures de groupes d'espèces non visées (macrouridés, raies et autres espèces), leurs limites de capture respectives et le nombre de raies détachées des lignes par section et relâchées vivantes dans la sous-zone 88.1 sont résumés dans le tableau 5. Dans la sous-zone 88.1, les captures accessoires conservées sont principalement constituées de macrouridés dont, ces 10 dernières années, un maximum de 462 tonnes a été enregistré en 2005 (soit 88% de la limite de capture annuelle pour ce groupe (tableau 5).

46. D'après une caractérisation de la capture accessoire (WG-FSA-12/42), les trois autres espèces des captures accessoires les plus importantes sont le poisson des glaces (principalement *Chionobathyscus dewitti*), la morue d'anguille (probablement principalement *Muraenolepis evseenkoi*) et l'antimora bleu (principalement *Antimora rostrata*). Le total des captures pour chacun de ces groupes d'espèces de 1998 à 2012 était respectivement de 100, 102 et 97 tonnes, et chacun formait environ 0,3% de la capture totale. Le document WG-FSA-12/50 récapitule des informations sur la capture et la biologie des morues d'anguille.

Évaluation de l'impact sur les populations affectées

47. L'estimation de γ pour *Macrourus* spp. dans la sous-zone 88.1 en 2003 était de 0,01439 pour un CV de 0,2 (SC-CAMLR-XXII, paragraphe 4.132) ou 0,01814 pour un CV de 0,5 (SC-CAMLR-XXII, annexe 5, paragraphe 5.242).

48. Le document WG-FSA-08/32 présente des estimations de biomasse et de rendement de *Macrourus* spp. de la pêcherie de la mer de Ross fondées sur des extrapolations reposant sur trois prémisses de densité datant d'une campagne d'évaluation par chalutage (tableau 6). Les estimations de rendement des macrouridés ont été calculées en utilisant l'hypothèse d'une densité constante lorsque l'estimation de la biomasse a été extrapolée à toute la région de la pente. Il convient de noter que cela donnera une estimation plus prudente du rendement que s'il avait été estimé à partir d'extrapolations utilisant les données de CPUE de la pêche à la palangre. L'estimation de la biomasse qui en a résulté était de 21 401 tonnes avec un coefficient de variation (CV) estimé de 0,5, ce qui a donné une estimation de rendement de 388 tonnes. Cette estimation de rendement a ensuite été répartie en tenant compte des captures anciennes maximales. Les rendements par SSRU sont présentés au tableau 7. Les règles de déplacement existantes sont conservées et il est prévu de réviser sur une base annuelle les limites de capture accessoire des macrouridés, ainsi que leur capture.

Tableau 6 : Estimations de biomasse de *Macrourus* spp. des campagnes d'évaluation par chalutages des strates BioRoss 400–600 et 600–800 m et IPY-CAML 600–1 200 et 1 200–2 000 m (chiffres en gras) et estimations de biomasse obtenues par extrapolation (avec CV) pour les strates restantes, sur la base des trois méthodes d'extrapolation.

Campagne d'évaluation	Intervalle de profondeur (m)	Biomasse (tonnes)	Biomasse obtenue par extrapolation (tonnes)					
			Densité constante	CPUE (tous navires)	CPUE (navires de NZ)			
BioRoss – 881H	400–600	230	230	(49)	230	(49)	230	(49)
BioRoss – 881H	600–800	3531	3531	(38)	3531	(38)	3531	(49)
SSRU 881H ouest	800–1200		92	(50)	83	(54)	103	(55)
SSRU 881H ouest	1200–2000		713	(40)	1 114	(49)	1038	(47)
API – 881H	600–1200	975	975	(50)	975	(50)	975	(50)
API – 881H	1200–2000	3356	3356	(40)	3356	(40)	3356	(49)
SSRU 881I	600–1200		3297	(50)	7883	(51)	5992	(50)
SSRU 881I	1200–2000		4670	(40)	11168	(42)	8576	(41)
SSRU 881K	600–1200		1539	(50)	5027	(51)	2774	(51)
SSRU 881K	1200–2000		2998	(40)	5995	(45)	9111	(43)
SSRU 882 A–B	600–1200		1404	(50)	1396	(58)	857	(60)
SSRU 882 A–B	1200–2000		4087	(40)	525	(70)	-	
Total			26892	(29)	41823	(28)	36542	(30)

Tableau 7 : Limites de capture (tonnes) de grenadiers dans la sous-zone 88.1 avec pour hypothèse un CV de 0,5 pour l'estimation de B_0 et que la densité des grenadiers est constante sur toute la pente (WG-FSA-08/32).

SSRU	Limite de capture actuelle	Rendement estimé	Capture ancienne maximale	Limite de capture proposée
881B, C, G	50	-	34	40
881H, I, K	271		390	320
881J	79	388	46	50
881L	24		6	20
882A–B	0	100	8	0
Total	424	488		430

49. En 2011, il a été reconnu que des spécimens qui au départ avaient été identifiés comme des grenadiers *Macrourus whitsoni* dans la région de la mer de Ross appartenaient en fait à deux espèces sympatriques : *M. whitsoni* et *M. caml* (McMillan *et al.*, 2012). *Macrourus caml* atteint une taille plus élevée que *M. whitsoni* et le dépasse d'environ 20% en poids à longueur égale (Pinkerton *et al.*, 2013). Les deux espèces se distinguent par leur morphologie en ce qui concerne le nombre de rayons dans la nageoire pelvienne gauche et le nombre de rangées de dents à la mâchoire inférieure. La distribution de *M. whitsoni* et *M. caml* semble pratiquement identique, tant en profondeur qu'en secteur, les deux espèces semblant abondantes à une profondeur de 900 à 1 900 m. Chez les deux espèces, la capture des femelles dépassait celle des mâles (notamment chez *M. caml*) et cette sélectivité selon le sexe ne peut s'expliquer ni par la taille ni par l'âge des poissons (Pinkerton *et al.*, 2013). Il est pratiquement certain que les travaux antérieurs qui étaient censés avoir été effectués sur *M. whitsoni* l'ont été sur les deux espèces confondues.

50. Selon les données sur l'âge des otolithes, les deux espèces ont des taux de croissance très différents (Pinkerton *et al.*, 2013). *Macrourus whitsoni* atteint la taille adulte vers 10–15 ans et peut vivre plus de 27 ans, alors que *M. caml* atteint la taille adulte vers 15–20 ans et peut vivre plus de 60 ans. La maturité sexuelle est atteinte par les femelles de *M. whitsoni* à 52 cm et 16 ans, mais à 46 cm et 13 ans par celles de *M. caml*. Les données sur le stade de développement des gonades indiquent que la période du frai chez les deux espèces est assez prolongée, commençant avant décembre pour se terminer après février. Des travaux sont en cours pour décrire la répartition géographique et l'écologie de chaque espèce.

51. WG-SAM-07/04 présente des données et un modèle sur le développement préliminaire des raies de l'Antarctique des SSRU 881H, I et K de la mer de Ross. Le modèle sur le développement tente de créer un historique des captures de toutes les raies de la mer de Ross et intègre ces données et les données d'observation (y compris les données de marquage-recapture) en un même modèle d'évaluation intégrée du stock.

52. Le document WG-FSA-10/25 présente une caractérisation des captures de raie dans la région de la mer de Ross et conclut que certains aspects de l'historique de la capture sont très incertains, notamment la composition par espèce, le poids et le nombre de raies capturées, la proportion rejetée et la survie des poissons qui ont été marqués. Tandis que la composition en tailles de la capture commerciale était incertaine avant 2009 en raison de la petite taille des échantillons annuels, les données collectées pendant l'année de la raie (2009) ont permis d'améliorer les estimations de la fréquence des longueurs de la capture. Pendant l'année de la

raie, en tout, environ 3 300 *Amblyraja georgiana* et 700 *Bathyraja cf. eatoni* ont été marquées et 179 raies ont été recapturées.

53. Le document WG-FSA-05/21 présente des tableaux de catégorisation des risques pour *M. whitsoni* et *A. georgiana* qui constituent les principales espèces des captures accessoires dans la sous-zone 88.1 (SC-CAMLR-XXIV, annexe 5, appendice N, tableaux 5 et 6).

54. *Amblyraja georgiana* a été classé dans la catégorie de risque 3 (sur une échelle de 1 à 5). Le risque couru par *A. georgiana* est potentiellement atténué par l'exigence de couper les raies des palangres lorsqu'elles sont encore dans l'eau et de les relâcher. *Macrourus whitsoni* a été classé entre les catégories 2 et 3 sans tenir compte de la présence de deux espèces différentes de *Macrourus* dans la région de la mer de Ross avec des risques pouvant être différents.

Captures accessoires d'invertébrés, taxons de VME compris

55. Tous les Membres sont tenus de soumettre dans le cadre général de leurs notifications de projets de pêche nouvelle (MC 21-01) ou exploratoire (MC 21-02) des informations sur les impacts connus et prévus de leurs engins de pêche sur les écosystèmes marins vulnérables (VME), y compris le benthos et les communautés benthiques telles que les hauts-fonds, les cheminées hydrothermales et les coraux d'eaux froides. Tous les VME inscrits dans le registre des VME de la CCAMLR bénéficient à présent d'une protection par le biais de fermetures de certaines régions.

56. Deux VME enregistrés et 59 zones à risque de VME ont été identifiés dans la sous-zone 88.1 : les positions et d'autres précisions sont disponibles à l'adresse www.ccamlr.org/node/85695.

Mortalité accidentelle d'oiseaux et de mammifères marins

Mortalité accidentelle

57. En 2014, la mort d'un pétrel à menton blanc (*Procellaria aequinoctialis*) a été observée dans la sous-zone 88.1. ce qui correspond au premier cas de mortalité aviaire dans la sous-zone 88.1 depuis 2004. Aucun cas de mortalité accidentelle de mammifères n'a été signalé depuis 2009.

58. Les niveaux de risque pour les oiseaux dans la pêche de la sous-zone 88.1 sont de catégorie 1 (faible) au sud de 65°S, de catégorie 3 (moyenne) au nord de 65°S et pour l'ensemble, de catégorie 3 (SC-CAMLR-XXX, annexe 8, paragraphe 8.1).

Mesures d'atténuation

59. La MC 25-02 s'applique à cette sous-zone et outre les mesures d'atténuation spécifiques en place, une limite de capture accidentelle d'oiseaux est précisée dans la

MC 41-09. Les rejets de déchets d'usine et les rejets de la pêche sont interdits dans cette sous-zone en vertu de la MC 26-01.

Conséquences et effets sur l'écosystème

60. Les progrès de l'évaluation des effets sur l'écosystème de la pêcherie de *D. mawsoni* ont fait l'objet de discussions lors des ateliers FEMA et FEMA2 (SC-CAMLR-XXVI/BG/06, paragraphes 45 à 48 et SC-CAMLR-XXVIII, annexe 4) et sont résumés ci-dessous, avec d'autres avancées plus récentes.

61. Deux types clés d'interactions trophiques ont été identifiés comme étant potentiellement importantes pour *D. mawsoni*. Le premier concerne la nature de l'interaction entre les prédateurs de légine (p. ex. orques de type C (*Orcinus orca*), cachalots (*Physeter catodon*) et phoques de Weddell (*Leptonychotes weddellii*)) et la légine. Les résultats du modèle de bilan massique de la mer de Ross semblent indiquer qu'à l'échelle de la mer de Ross et en moyenne, sur un cycle annuel complet, la légine ne forme qu'environ 6–7% du régime alimentaire de ses prédateurs (Pinkerton *et al.*, 2010). Toutefois, ces estimations sont fondées sur des estimations de la population des grands prédateurs qui, elles-mêmes, sont incertaines, et la consommation de légine sur certains sites, à différentes époques de l'année ou par certains éléments de la population, peut être importante pour ces prédateurs, même si la légine ne forme qu'une partie relativement peu importante du régime alimentaire de la population de prédateurs sur une année.

62. Le second type clé d'interaction trophique concerne la légine et ses proies, notamment des espèces de poissons démersaux. Les résultats du modèle trophique de la mer de Ross semblent indiquer que la légine consomme 64% de la production annuelle des espèces de poissons démersaux de taille moyenne (Pinkerton *et al.*, 2010). De ce fait, une réduction la population de légine pourrait avoir un impact significatif sur la mortalité naturelle de ces espèces. L'analyse de l'impact trophique mixte (WG-EMM-12/53) laisse entendre que l'impact de la légine sur les poissons démersaux de taille moyenne est le plus nuisible (impact descendant) du réseau trophique de la mer de Ross. L'atelier FEMA a pris conscience de l'interaction avec la pêcherie, les poissons démersaux faisant partie des captures accessoires, et conclu qu'une réduction de la mortalité naturelle peut être en partie compensée par une hausse de la mortalité par pêche.

63. À l'égard du chevauchement spatial, l'atelier FEMA2, à l'examen des informations sur les schémas de recherche de nourriture des mammifères, a conclu que, d'après les preuves disponibles, le chevauchement spatial des phoques de Weddell et des orques avec la pêcherie serait négligeable. Des travaux plus récents sur la profondeur de plongée des orques en mer de Ross ont démontré qu'ils plongeaient à des profondeurs bien supérieures à ce que l'on avait présumé (WG-EMM-13/29), mais que la plus grande partie du secteur pêché (c.-à-d. sur la pente et au nord de la mer de Ross) est plus profonde que la profondeur qui peut être atteinte en plongée.

64. Le document WG-EMM-13/29 examine les preuves disponibles sur l'importance de la légine en tant que proies des orques dans la mer de Ross. Dans le détroit de McMurdo, des orques ont été observés avec des légines dans la gueule (WG-EMM-14/52), mais la proportion de légine consommée par les orques dans l'ensemble du détroit de McMurdo n'est

pas connue. Les données disponibles – chevauchement des habitats, isotopes stables et comparaison entre les taux de mortalité naturelle de la légine antarctique dans le détroit de McMurdo et la consommation potentielle par les orques – étaient limitées et peu concluantes. À présent, il semblerait, si l'on fait le bilan des preuves, que la légine constitue probablement un élément important du régime alimentaire des orques de type C dans le détroit de McMurdo en été, mais il n'est pas possible de déterminer si elle constitue un élément de proie important pour ces orques en d'autres secteurs du plateau de la mer de Ross ou sur la pente (WG-EMM-13/29). Tout comme pour le phoque de Weddell, il importe de noter que pour l'orque de type C, la légine, du fait de son poids important et de sa haute teneur énergétique, pourrait représenter une ressource alimentaire unique qui est nécessaire pendant les périodes de haute demande énergétique, telles que celles de lactation (WG-EMM-14/52).

65. L'atelier FEMA2 a noté que la règle de décision visant à l'estimation du rendement de précaution à long terme de la légine pour satisfaire à l'Article II de la Convention (ayant trait au maintien des rapports écologiques entre les espèces capturées, les espèces dépendantes et les espèces voisines) est la proportion de la biomasse du stock reproducteur pouvant éviter la pêche pour la sauvegarde des prédateurs. Cette proportion est fixée à 50% pour la mer de Ross, ainsi que pour les autres pêcheries de légine pour lesquelles on dispose d'évaluations robustes du stock. Il est par ailleurs noté que le taux d'évitement dans la règle de décision, en ce qui concerne la biomasse du stock reproducteur, doit être modifié à la hausse si les classes de taille/d'âge de *Dissostichus* spp. qui constituent des proies importantes des prédateurs tombent au-dessous d'un niveau d'évitement souhaitable pour ces classes.

66. Le document WG-EMM-14/51 décrit le développement d'un modèle d'un réalisme minimal spatialement explicite de la dynamique des populations de poissons démersaux, des interactions prédateurs–proies et des prélèvements de la pêche sur la base du modèle spatial de la population (SPM) de légine de la mer de Ross. Le modèle porte sur *D. mawsoni* ainsi que sur les macrouridés et les channichthyidés, les deux groupes qui constituent ~50% des proies de *D. mawsoni*. Il indique une forte augmentation probable de l'abondance des channichthyidés, dont la productivité est relativement élevée, dans les lieux exploités en raison de la baisse de la pression prédatrice exercée par la légine, notamment dans la SSRU 881H qui a fait l'objet d'une pêche intense par le passé. On s'attend à ce que la biomasse des macrouridés affiche une légère augmentation du fait de leur productivité moins importante.

67. Le document WG-FSA-12/P04 présente une analyse de la campagne d'évaluation à la palangre verticale du détroit de McMurdo visant *D. mawsoni*, qui a débuté en 1972, pour laquelle les baisses récentes importantes dans la CPUE sont attribuées aux effets de la pêche à la palangre dans la mer de Ross. Le WG-FSA-12 a considéré que la baisse apparente de la CPUE de légine au détroit de McMurdo depuis 2001 ne concorde pas avec les données de la pêche. Par exemple, les taux de capture normalisés d'une campagne de recherche des pré-recrues de légine (70–110 cm de longueur totale ou LT) menée à la palangre dans le sud de la mer de Ross en 2012 étaient similaires à ceux du même navire lorsqu'il pêchait dans la pêche entre 1999 et 2003 (WG-FSA-12/41). Il a toutefois été également décidé qu'une série chronologique du détroit de McMurdo pourrait être utile pour le suivi de l'abondance et de l'écologie locales de la légine dans le détroit de McMurdo et recommandé qu'elle se poursuive.

68. Le document WG-FSA-15/P01 présente les résultats d'un nouveau programme de suivi de *D. mawsoni* et d'autres grands prédateurs effectué dans le détroit de McMurdo en 2014

Ceux-ci indiquent que le taux de capture, la taille et l'âge des légines en 2014 sont similaires à ceux observés avant 2002. Ces résultats semblent indiquer que des poissons de grande taille et âgés sont retournés dans le détroit de McMurdo après une absence temporaire due aux conditions environnementales, ou qu'ils sont restés dans la région mais n'ont pas été détectés aux endroits échantillonnés. Ces conclusions soulignent l'importance d'un suivi normalisé continu pour détecter les effets potentiels de la pêche sur l'écosystème de la mer de Ross. Le document WG-FSA-15/33 renferme une proposition à cet effet.

69. Le document WG-FSA-12/P03 conclut que des changements ont affecté le nombre moyen d'orques par troupeau depuis une dizaine d'années dans le détroit de McMurdo. Le WG-FSA-12 estimait que cela pouvait également avoir pour cause l'environnement local.

Avis de gestion actuels et mesures de conservation en place

70. Les limites applicables à la pêche exploratoire de *Dissostichus* spp. de la sous-zone 88.1 sont définies dans la MC 41-09. Le Tableau 8 récapitule les limites en vigueur et les avis du WG-FSA au Comité scientifique pour la saison prochaine.

Tableau 8 : Limites en vigueur sur la pêche de *Dissostichus* spp. de la sous-zone 88.1 (MC 41-09).

Élément	Limite en vigueur
Accès (engin)	Limité aux navires notifiés utilisant des palangres.
Limite de capture	La limite de capture de précaution de <i>Dissostichus</i> spp. de 2 870 tonnes pour la sous-zone 88.1 est applicable comme suit : SSRU A, D, E, F et M – 0 tonne SSRU B, C, G – 378 tonnes au total SSRU H, I, K – 2 118 tonnes au total SSRU J, L – 334 tonnes Des limites de capture de recherche distinctes de 40 tonnes au total sont réservées pour la recherche pendant la saison 2017 :
Saison	Du 1 ^{er} décembre au 31 août
Opérations de pêche	Conformément à la MC 41-01, les poses de recherche ne sont pas exigées (annexe 41-01/B, paragraphes 3 et 4).
Capture accessoire	Réglémentées par les MC 33-03 et 41-09
Atténuation des captures accidentelles	Conformément à la MC 25-02, à l'exception du paragraphe 5, si les dispositions de la MC 24-02 sont respectées. Pose de jour autorisée en vertu de la MC 24-02, sous réserve d'une limite de capture de trois oiseaux par navire
Observateurs	Tout navire participant à cette pêche doit avoir à son bord au moins deux observateurs scientifiques dont l'un aura été nommé conformément au système international d'observation scientifique de la CCAMLR.
VMS	Devant être mis en œuvre conformément à la MC 10-04
SDC	Conformément à la MC 10-05

.../...

Tableau 8 (suite)

Recherche	Entreprendre le plan de recherche et le programme de marquage décrits aux annexes 41-01/B et 41-01/C Les légines seront marquées à raison d'au moins 1 poisson par tonne de capture en poids vif.
Données	Déclaration de capture et d'effort journalière et par période de cinq jours en vertu des MC 23-01 et 23-07 Données de capture et d'effort par pose en vertu de la MC 23-04 Données biologiques déclarées par l'observateur scientifique de la CCAMLR
Espèce-cible	Pour les besoins des mesures de conservation 23-01 et 23-04, par espèce-cible, on entend <i>Dissostichus</i> spp. et par espèces des captures accessoires, toute espèce autre que <i>Dissostichus</i> spp.
Protection environnementale	Réglémentée par les MC 22-06, 22-07, 22-08, 22-09 et 26-01
Autre élément	Pêche interdite dans un rayon de 10 milles nautiques des îles Balleny

Références

- Ashford, J., M. Dinniman, C. Brooks, A.H. Andrews, E. Hofmann, G. Cailliet, C. Jones and N. Ramanna. 2012. Does large-scale ocean circulation structure life history connectivity in Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*)? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 69 (12): 1903–1919.
- Bull, B., R.I.C.C. Francis, A. Dunn, A. McKenzie, D.J. Gilbert and M.H. Smith. 2005. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v2.07-2005/08/21. *NIWA Technical Report*, 127: 272 pp.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 68: 1124–1138.
- Hanchet, S.M., G.J. Rickard, J.M. Fenaughty, A. Dunn and M.J. Williams. 2008. A hypothetical life cycle for Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) in the Ross Sea region. *CCAMLR Science*, 15 : 35–53.
- Kuhn, K.L. and P.M. Gaffney. 2008. Population subdivision in the Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) revealed by mitochondrial and nuclear single nucleotide polymorphisms (SNPs). *Ant. Sci.*, 20: 327–338.
- McMillan, P., T. Iwamoto, A. Stewart and P.J. Smith. 2012. A new species of grenadier, genus *Macrourus* (Teleostei, Gadiformes, Macrouridae) from the southern hemisphere and a revision of the genus. *Zootaxa*, 3165: 1–24.
- Mugue, N.S., A.F. Petrov, D.A. Zelenina, I.I. Gordeev and A.A. Sergeev. 2014. Low genetic diversity and temporal stability in the Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) from near-continental seas of Antarctica. *CCAMLR Science*, 21: 1–9.

- Pinkerton, M.H., J.M. Bradford-Grieve and S.M. Hanchet. 2010. A balanced model of the food web of the Ross Sea, Antarctica. *CCAMLR Science*, 17 : 1–31.
- Pinkerton, M., P.J. McMillan, J. Forman, P. Marriott, P. Horn, S.J. Bury and J. Brown. 2013. Distribution, morphology and ecology of *Macrourus whitsoni* and *M. caml* (gadiformes, macrouridae) in the Ross Sea region. *CCAMLR Science*, 20: 37–61.
- Smith, P.J. and P.M. Gaffney. 2005. Low genetic diversity in the Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) observed with mitochondrial and intron DNA markers. *CCAMLR Science*, 12: 43–51.

Évaluation 2015 de stock

A1. Une évaluation de la pêcherie de la légine antarctique (*Dissostichus mawsoni*) de la mer de Ross (sous-zone 88.1 et unités de recherche à échelle précise [SSRU] A–B) a été réalisée au moyen de modèles CASAL d'évaluation intégrée du stock.

A2. Les modèles d'évaluation de stock sont structurés selon le sexe et l'âge, de 1 à 50 ans et un dernier groupe d'âge + (c.-à-d. un cumul des âges 50 et plus). Le cycle annuel est donné au tableau A1.1. Les modèles ont été exécutés deux fois, avec et sans données mises en quarantaine (WG-FSA-15/38). Une description complète du logiciel de modélisation CASAL a été donnée dans Bull *et al.*, 2005.

Tableau A1.1 : Cycle annuel du modèle du stock indiquant les processus correspondant à chaque étape, leur séquence à chaque étape temporelle et les observations disponibles. Mortalité par pêche et naturelle par étape temporelle, après tous les autres processus, lorsque la moitié de la mortalité naturelle de cette étape temporelle se produit avant, et l'autre moitié après, la mortalité par pêche.

Étape	Période	Processus	M^1	Âge ²	Observations	
					Description	M^3
1	Novembre–avril	Recrutement et mortalité par pêche	0.5	0.0	Marquage-recapture Proportions de la capture par âge	0.5 0.5
2	Mai–novembre	Reproduction	0.5	0.0		
3	-	Intervalle d'âges	0.0	1.0		

¹ M est la proportion de la mortalité naturelle présumée pour cette étape temporelle.

² Âge est la fraction d'âge utilisée pour déterminer la longueur selon l'âge présumée pour cette étape temporelle.

³ M est la proportion de la mortalité naturelle dans chaque étape temporelle qui est présumée avoir eu lieu pour chaque observation relevée.

A3. Le secrétariat a effectué une validation des fichiers des paramètres de CASAL, des estimations de la densité postérieure maximale (MPD) et des calculs de rendement pour le modèle de la mer de Ross.

A4. Les modèles ont été exécutés de 1995 à 2015 pour la mer de Ross et ont été initialisés en présumant une structure d'âges en équilibre à une biomasse non pêchée en équilibre, c.-à-d. en présumant un recrutement constant. Il était présumé que le recrutement avait lieu au début de la première étape temporelle (en été) et qu'il était de 50:50 mâles/femelles, avec l'abondance des classes d'âges (YCS) estimée de 2003 à 2009.

A5. Le modèle de la mer de Ross a été mis en œuvre en tant que modèle à trois pêcheries. Un secteur unique a été défini avec trois pêcheries (pente, plateau et nord) prélevant la capture simultanément. Chaque pêcherie a été paramétrisée par une ogive de sélectivité double-normale basée sur le sexe (c.-à-d. sélectivité en dôme). La sélectivité double-normale a été paramétrisée au moyen de quatre paramètres estimables et tient compte des différences de sélectivité maximale par sexe – la sélectivité maximale a été fixée à un pour les mâles mais elle a été estimée pour les femelles. L'ogive de sélectivité double-normale a été utilisée car elle permet l'estimation de la partie droite descendante de la courbe de sélectivité.

A6. La mortalité par pêche n'a été appliquée que pour la première étape (l'été). Le processus consistait à supprimer la moitié de la mortalité naturelle liée à cette étape, puis à appliquer instantanément la mortalité due aux pêcheries, et enfin à supprimer l'autre moitié de la mortalité naturelle.

A7. Le modèle de population comprend des événements de pose de marques et de marquage-recapture. Ici, le modèle reproduit la structure de base des âges-sexes décrite ci-dessus pour chaque événement de pose de marques. La structure des âges et des sexes de l'élément « marques » est mis en route par un événement de pose de marques. Le marquage a été appliqué à une « cohorte » de poissons simultanément (c.-à-d. que cette cohorte a été marquée en une année et à une étape données). Le marquage de chaque année a été considéré en tant qu'événement unique. Les processus démographiques habituels (mortalité naturelle, mortalité par pêche, etc.) ont ensuite été appliqués sur les éléments marqués et non marqués du modèle simultanément. Il a été présumé que les poissons marqués subissent un retard de croissance dû au marquage égalant 0,5 an .

Estimation du modèle

A8. Les paramètres du modèle ont été estimés par une analyse bayésienne, tout d'abord en maximisant¹ au maximum une fonction objective (MPD), laquelle combine les probabilités des données, les valeurs anticipées de ces paramètres et les pénalités contraignant les paramétrisations ; et deuxièmement en estimant les distributions bayésiennes postérieures² au moyen de chaînes de Monte Carlo Markov (MCMC).

A9. Les premiers ajustements du modèle ont été évalués à la MPD en examinant les ajustements et les résidus du modèle.

A10. L'incertitude des paramètres a été estimée par MCMC. Ceux-ci ont été estimés avec un temps de rodage de 5×10^5 itérations, et tous les 1 000 échantillons, l'échantillon a été pris des itérations 1×10^6 (c.-à-d. un échantillon final de 1 000 de longueur a été pris).

¹ Techniquement, il faut pour cela réduire la fonction objective logarithmique négative.

² L'analyse produit des estimations ponctuelles de paramètres, mais ignore l'incertitude entourant leurs valeurs. D'autres combinaisons de paramètres sont également probables, mais pas forcément autant que les estimations ponctuelles. Les distributions bayésiennes postérieures décrivent la distribution probable des paramètres, compte tenu de l'incertitude dans les observations et le modèle. L'un des moyens pour trouver ces distributions est de rechercher l'espace paramétrique de tous les paramètres, en utilisant une technique appelée Chaînes de Monte Carlo Markov (MCMC). Une analogie utile est celle d'un paysage dans lequel le point le plus bas (l'estimation ponctuelle) est trouvé en faisant rouler une balle tout autour du paysage (l'espace paramétrique), puis de chercher dans le paysage tous les autres endroits qui, vu l'incertitude entourant les mesures, pourraient également être bas. Dans une analyse bayésienne, la distribution résultante est nommée distribution bayésienne postérieure.

Hypothèses relatives aux observations

A11. Les données de proportion par âge de la capture des saisons 1998–2015 ont servi à ajuster la composition de la proportion par âge modélisée en utilisant une probabilité multinomiale.

A12. Les opérations de pose des marques ont été récapitulées pour les saisons 2001–2014, ainsi que les observations de recapture de marques des saisons 2002–2015. Il n'a pas été tenu compte des marquages et recaptures intra-saison ni des recaptures de poissons ayant été marqués plus de six ans plus tôt (WG-FSA-15/37). Il est présumé que les opérations de pose des marques ont eu lieu à la fin de la première étape (été), après la mortalité naturelle et la mortalité par pêche (été).

A13. Les taux de mortalité initiale due au marquage (survie) et de détection de marques ont été calculés selon les méthodes de Mormede (WG-SAM-14/30), dont l'utilisation a été recommandée en 2014 par le groupe de travail sur les statistiques, les évaluations et la modélisation (WG-SAM) pour l'évaluation du stock de la mer de Ross (SC-CAMLR-XXXIII, annexe 5, paragraphe 2.37). Il est présumé que les événements de recapture des marques ont lieu à la fin de la première étape (été), et que leur probabilité de détection est de 98,7% pour tenir compte des marques dont on ne retrouve pas l'origine.

A14. Pour chaque année, on a procédé aux ajustements correspondant aux marques récupérées par longueur, pour chaque événement, par classes de 10 cm de longueur (intervalle 40–230 cm), au moyen d'une probabilité binomiale.

A15. Les résultats de l'estimation de biomasse de la campagne d'évaluation du plateau de la mer de Ross et les données de proportion par âge de la capture des saisons 2012–2015 ont servi à ajuster l'estimation de biomasse et la composition de la proportion par âge de la campagne d'évaluation modélisées en utilisant respectivement une probabilité binomiale et une probabilité multinomiale.

Erreur de traitement et pondération des données

A16. La variance additionnelle, présumée provenir des différences entre les simplifications du modèle et la variation réelle, a été ajoutée à la variance de l'échantillonnage pour toutes les observations. L'ajout de ces erreurs supplémentaires à chaque type d'observation a deux effets principaux : i) cela modifie la pondération relative de chacun des jeux de données (observations) utilisés dans le modèle, et ii) cela augmente typiquement l'incertitude générale du modèle, et entraîne des bornes crédibles plus larges sur les paramètres estimés ou dérivés.

A17. La variance additionnelle, appelée erreur de processus, a été estimée pour l'exécution de la MPD du cas de base, et l'erreur totale présumée pour chaque observation a été calculée en ajoutant l'erreur de processus et l'erreur d'observation par les méthodes de Francis (2011). Une erreur de processus unique a été estimée pour chaque type d'observation (c.-à-d. une pour les données d'âge et une autre pour les données de marquage).

Pénalités

A18. Deux types de pénalités sont contenus dans le modèle. Dans le premier, la pénalité sur la capture empêche le modèle de produire des estimations paramétriques dans lesquelles la biomasse de la population serait telle que la capture en une année dépasserait le taux d'exploitation maximum fixé ici à 0,999). Dans le second, une pénalité de marquage décourage les estimations de populations qui sont trop faibles pour permettre le marquage du nombre correct de poissons.

Probabilités a priori

A19. Les paramètres estimés par les modèles, leurs probabilités a priori, les valeurs initiales pour la minimisation et leurs bornes sont donnés dans le tableau A1.2. Dans les modèles présentés ici, les probabilités a priori sélectionnées fournissaient relativement peu d'informations mais encourageaient les estimations plus faibles de B_0 .

Tableau A1.2: Nombre (N), valeurs initiales, probabilités a priori et bornes pour les paramètres libres.

Paramètre	N	Valeur initiale	Probabilité a priori	Bornes		
				Inférieure	Supérieure	
B_0	1	80 000	Log-uniforme	1×10^4	1×10^6	
Sélectivités de pêche des mâles	a_1	8.0	Uniforme	1.0	50.0	
	s_L	4.0	Uniforme	1.0	50.0	
	s_R	9	10.0	Uniforme	1.0	500.0
Sélectivités de pêche des femelles	a_{\max}	1.0	Uniforme	0.01	10.0	
	a_1	8.0	Uniforme	1.0	50.0	
	s_L	4.0	Uniforme	1.0	50.0	
	s_R	12	10.0	Uniforme	1.0	500.0
YCS	YCS	7	1.0	Lognormal	0.001	100.0
Biomasse de la campagne d'évaluation	cv	1	0.001	Uniforme	0	10.0

Calculs de rendement

A20. Les estimations de rendement sont calculées par une projection de l'état actuel estimé pour chaque modèle sous une hypothèse d'une capture constante, avec pour règles :

1. Choisir un rendement, γ_1 , de telle sorte que la biomasse reproductrice ait 10% de probabilité de tomber au-dessous de 20% de son niveau médian avant l'exploitation, sur une période d'exploitation de 35 ans (probabilité d'épuisement).
2. Choisir un rendement, γ_2 , tel que l'évitement médian sur une période de 35 ans soit de 50% de son niveau médian avant l'exploitation.
3. Retenir comme rendement la valeur la plus faible entre γ_1 et γ_2 .

A21. La probabilité d'épuisement est calculée en tant que proportion des échantillons de la distribution bayésienne postérieure pour laquelle la biomasse prévue du stock reproducteur (SSB) est inférieure à 20 % de B_0 en une année, pour chaque année au-delà de la période de projection de 35 ans.

A22. Le niveau d'évitement est calculé en tant que proportion des échantillons de la distribution bayésienne postérieure pour laquelle le statut futur prévu de la SSB est inférieur à 50% de B_0 à la fin de la période de projection de 35 ans.

A23. Il convient de noter qu'en appliquant les règles de décision de la CCAMLR au moyen de CASAL, la SSB médiane de pré-exploitation a été remplacée par l'estimation de B_0 dans chaque échantillon. Ceci entraînera un léger biais conduisant à des valeurs plus faibles de l'état du stock dans chaque essai et à un léger biais conduisant à des valeurs plus élevées dans la probabilité d'épuisement. Ces biais auront pour effet un léger biais conduisant à des valeurs plus faibles dans l'estimation du rendement. La probabilité d'épuisement et le niveau d'évitement ont été calculés par une projection sur 35 ans, sous un scénario de capture annuelle constante (c.-à-d. pour la période de 2016–2051) pour chaque échantillon de la distribution des probabilités a posteriori.

A24. Il est présumé que le recrutement de 2010 à 2051 suit une distribution lognormale avec un écart-type de 0,6 et une pente Beverton-Holt $h = 0,75$ de stock-recrutement.

A25. Pour la mer de Ross, il est présumé que la future capture sera divisée de la même manière entre les pêcheries que dans la MC 41-09 (13%, 74% et 13% de la future capture totale ont respectivement été alloués au plateau, à la SSRU 882G et aux pêcheries du nord).

Estimations du modèle

Profils de vraisemblance

A26. Les profils de vraisemblance du modèle de la mer de Ross sans les données mises en quarantaine sont illustrés sur la figure A1 1 (l'exécution libellée cas de référence R2 dans WG-FSA-15/38 – les deux modèles ont des profils similaires). Les profils de vraisemblance ont été utilisés en fixant B_0 à des valeurs correspondant à tout un intervalle de valeurs plausibles (c.-à-d. 40 000–150 000 tonnes), alors que les autres paramètres du modèle ont été estimés. Les données de capture par âge et les recaptures de poissons marqués de 2001, 2003, 2008, et surtout de 2012 semblent indiquer que des niveaux très bas de biomasse étaient probables, alors que les recaptures de poissons marqués de 2002, 2004, et 2006 semblent indiquer que des estimations de biomasse très élevées étaient moins probables. Les profils ont été influencés par les proportions de capture par âge dans la campagne d'évaluation, qui semblent indiquer qu'il était moins probable que les estimations de biomasse initiale soient faibles.

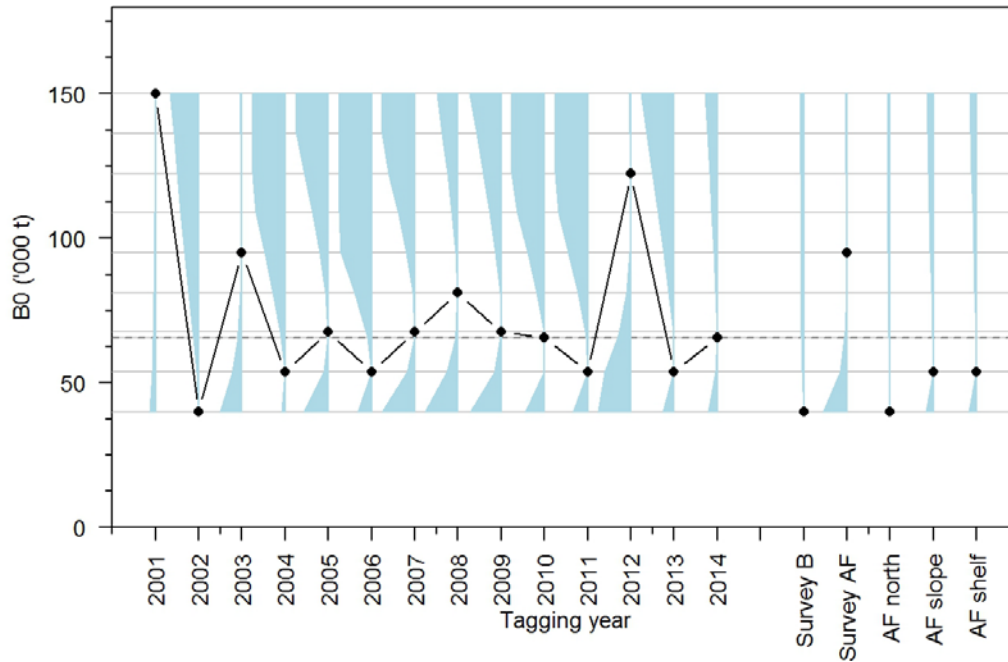


Figure A1.1 : Profils de vraisemblance de B_0 pour le modèle R2. Valeurs de log-vraisemblance négatives remises à l'échelle pour avoir un minimum de 0 pour chaque jeu de données. La ligne en pointillé indique la valeur de MPD de B_0 .

Diagnostics MCMC

A27. Pour les exécutions du modèle dans les évaluations de la mer de Ross, 1 000 échantillons MCMC a posteriori ont été pris sur 1 000 000 itérations, après un rodage de 500 000 itérations. Les diagnostics MCMC ne laissent apparaître aucune évidence de mauvaise convergence dans les paramètres clé de la biomasse et les autocorrélations entre les échantillons étaient faibles.

Estimations du modèle de la mer de Ross

A28. Les paramètres clés de sortie pour le modèle d'évaluation de la mer de Ross sont récapitulés dans le tableau A1.3. Les profils de vraisemblance du modèle de la mer de Ross sans les données mises en quarantaine sont présentés à la figure A1 2 (l'exécution libellée cas de référence R2 dans WG-FSA-15/38 – les deux modèles ont des profils similaires).

Tableau A1.3: Estimations médianes MCMC (et intervalle de confiance à 95%) de B_0 , B_{2015} et B_{2015} en % de B_0 pour les modèles R1 (avec les données mises en quarantaine) et R2 (sans les données mises en quarantaine). Également un rendement qui s'inscrit dans les règles de décision de la CCAMLR.

Modèle	B_0	B_{2015}	B_{2015} (% B_0)	Rendement CCAMLR (tonnes)
2013	68 790 (59 540–78 470)	-	-	3044
R1	65 400 (58 850–72 710)	46 220 (40 180–53 620)	70.7 (67.6–73.8)	2855
R2	65 050 (57 820–72 180)	45 880 (38 630–52 800)	70.5 (66.9–73.3)	2870

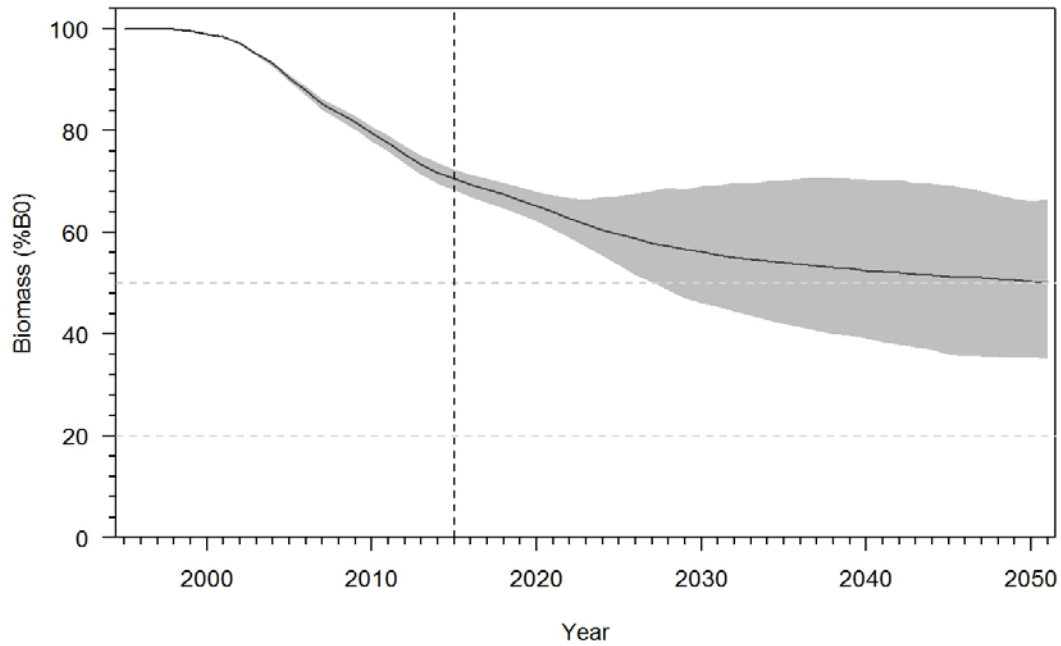


Figure A1.2: Estimations MCMC de la trajectoire de la biomasse du stock reproducteur en pourcentage de la biomasse initiale (ligne noire) avec le percentile 90 (en gris), projeté jusqu'à 2051 pour le modèle R2. Les lignes horizontales en pointillé correspondent à 50% de B_0 et 20% de B_0 .

Objectifs de recherche à moyen terme

Tableau A2.1 : Objectifs à moyen terme du plan de recherche (MTRP) (WG-FSA-14/60 ; SC-CAMLR-XXXIII, paragraphe 3.209 et CCAMLR-XXXIII, paragraphe 5.52), alignement des projets de recherche proposés et en cours avec leurs objectifs et leur statut.

Objectifs du MTRP	Propositions de recherche	Numéro du document	Année concernée
a) Réduire l'incertitude dans les paramètres du modèle de la légine			
i) Procéder à la délimitation spatio-temporelle des frayères de légine.	Recherche hivernale	WG-SAM-15/47	Proposition pour 2016
ii) Délimiter la structure du stock, surtout dans les SSRU 882C-I.	Pêche structurée 882C-G	SC-CAMLR-XXXIII	2014/15, 2016
iii) Définir et quantifier les schémas de déplacement à échelle précise, y compris par taille et par sexe.	Marque de type pop-up suivie par satellite	WG-FSA-15/08	2016, 2017
iv) Améliorer les estimations de mortalité initiale (et à long terme due au marquage), et la détection des marques.			
v) Continuer à surveiller l'abondance relative des subadultes et estimer la variabilité du recrutement et l'autocorrélation.	Campagne d'évaluation du plateau	WG-FSA-15/34	2016, 2017
vi) Surveiller les paramètres clés au niveau de la population (p. ex. croissance, âge/longueur à la maturité, sex ratio) qui pourraient être affectés par la pêche.			
b) Réduire l'incertitude dans la gestion			
i) Continuer à améliorer l'évaluation du stock (p. ex. en améliorant les diagnostics, estimation de l'abondance des classes d'âges, etc.).	Campagne d'évaluation du plateau	WG-FSA-15/34	2016, 2017
ii) Mettre en place un tableau de bord ou des indicateurs simples de performance du stock.			
iii) Créer des listes de priorités des scénarios d'évaluation des stratégies de gestion (ESG) et commencer les tests des questions hautement prioritaires de l'ESG (p. ex. d'autres paramètres du modèle, la gestion spatiale, le déplacement et les hypothèses concernant le stock, etc.).			
iv) Développer les modèles opérationnels au fur et à mesure que de nouvelles données de marquage et de pêche sont collectées, par de meilleures couches de prédiction (p. ex. couverture de glace) et une meilleure connaissance du cycle biologique.	882A-B nord	WG-FSA-15/32	2015, 2016

Tableau A2.1 (suite)

Objectifs du MTRP	Propositions de recherche	Numéro du document	Année concernée
<p>c) Maintenir la structure et la fonction écosystémiques</p> <ul style="list-style-type: none"> i) Déterminer l'ampleur spatio-temporelle du chevauchement dans la répartition de la légine et de ses prédateurs clés (en particulier, les orques et les phoques de Weddell). ii) Examiner l'abondance, l'écologie concernant la recherche de nourriture, l'utilisation de l'habitat, l'importance fonctionnelle et la résilience des prédateurs clés de légine (particulier, les orques et les phoques de Weddell). iii) Mettre en place des méthodes de contrôle des changements d'abondance des espèces clés de proies/des captures accessoires (en particulier, les macrouridés et le poisson des glaces) sur la pente de la mer de Ross, puis évaluer l'impact potentiel de la pêche de légine sur ces espèces. iv) Examiner le régime alimentaire de la légine dans les secteurs clés, et particulièrement sur la pente de la mer de Ross. v) Simuler l'effet de la pêche sur les populations de légine, de ses prédateurs et de ses proies (par des modèles d'un réalisme minimal ou des modèles similaires). vi) Mettre en place des hypothèses quantitatives et que l'on puisse tester des effets « de second ordre » (tels que cascades trophiques, changement de régime) et garantir que la collecte des données est adéquate pour contrôler les risques considérés comme raisonnables. vii) Évaluer l'impact de la pêche de légine sur la légine australe (<i>Dissostichus eleginoides</i>). viii) Estimer le taux de survie des raies remises à l'eau. ix) Mettre en place des évaluations semi-quantitatives et spatialement explicites des risques pour les macrouridés et les raies antarctiques (<i>Amblyraja georgiana</i>), en particulier dans la pêche de la pente de la mer de Ross. x) Mettre en place des méthodes pour évaluer si les impacts potentiels de la pêche de légine sur l'écosystème sont susceptibles d'être réversibles en deux ou trois décennies. 	Campagne d'évaluation sur la glace à McMurdo		2015, 2016